

EFFECTOS DE LA EXCLUSIÓN DE GANADO SOBRE LA CALIDAD AMBIENTAL DE UN ARROYO PAMPEANO

A. GIORGI^{1,2}, J.J. ROSSO^{2,3} & E. ZUNINO^{1,2}

¹ Programa Ecología de Protistas - INEDES, Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján. Rutas Nacionales Nro 5 y 7 - 6700 - Luján.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

³ Grupo BIMOPe, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (UNMDP-CONICET)
e-mail: adonis@coopenetlujan.com.ar

ABSTRACT. For two years, records of channel morphology and quality of the bank on a section of a stream were made because the cattle farming have been excluded at a section of 500 meters of long near the bank and 10 meters at each bank. There were registered also changes in the aquatic vegetation and some physico-chemical parameters. Fish sampling was conducted annually to observe species presence and their relative abundance. It was detected a rapid improvement in the quality of banks and an increase of the richness of fishes in each sample. Contrary to expectations macrophyte richness was reduced and morphological heterogeneity of the channel is not increased. However, the stream ceased to be interrupted and started having more water in the entire stretch. This was as a result of reshaping the banks. Although this register should be validated with future surveys, the results suggest that the recovery of the banks is very fast and the runway and the fish colonization are staggered. Despite this, there was a clear recovery at the studied reach, with the exclusion of cattle in the area as the unique management practice.

Key words: Restoration; streams; riparian areas; richness.

Palabras clave: Restauración; arroyos; área de riberas; riqueza.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se han publicado diversos artículos relacionados con la restauración, recuperación y rehabilitación de cuerpos de agua (Kauffmann *et al.*, 1997; Hughes, 2007; Acuña *et al.*, 2013). La mayoría de los estudios realizados corresponde a la descripción de estudios de caso en los que se describe un proceso de recuperación donde no se contrasta con la situación previa ni con lo que pueden considerarse áreas prístinas. Esto conlleva el defecto que no es posible realizar análisis estadísticos con los resultados obtenidos orientados a investigar patrones generales. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que para realizar un estudio de ese tipo se necesitaría un proyecto polí-

tico-ambiental destinado a recuperar ciertas zonas acompañando dichas actividades con un adecuado diseño experimental que permita extraer información estadísticamente confiable acerca de los resultados obtenidos (Hermoso *et al.*, 2012). Como esta situación es difícil de lograr la mayoría de los autores se han restringido a describir los procesos de recuperación asociados a las acciones llevadas a cabo (Sarr, 2002).

De todos modos, la falta de información sobre la situación previa así como la falta de replicación, no impide la elaboración de modelos conceptuales tendientes a explicar o crear un marco teórico para interpretar los resultados obtenidos, así como también promueve a la realización de comparacio-

nes con descripciones y resultados obtenidos por otros autores y, eventualmente la realización de metanálisis de los resultados obtenidos por diversos investigadores en distintos ambientes (Lake *et al.*, 2007; Baumgart-Getz *et al.*, 2012).

Uno de los aspectos que se consideran en los estudios de recuperación de arroyos es la resiliencia del sistema o su capacidad para volver a estados anteriores. Los ríos como cualquier otro sistema tienen como una de sus propiedades emergentes de ese nivel de organización una capacidad de retorno a condiciones previas. Este aspecto depende sólo del sistema. Otro tipo de aspectos tenidos en cuenta en estos casos se refieren a la actividad realizada por el ser humano para incrementar la velocidad de retorno de un río a condiciones previas. Esta actividad puede consistir en modificar las condiciones del río (ej. dragar, incrementar la sinuosidad, crear áreas de refugio) o también modificar las condiciones del entorno (ej. evitar la entrada de contaminantes, mantener sin perturbaciones el área de ribera). Es decir que el ser humano puede intervenir en forma activa o pasiva en la restauración de un río. La intervención activa implica realizar actividades de ingeniería o manipulación para modificar la morfología del cauce, el desarrollo de la vegetación o la complejidad de hábitats, en tanto que la intervención pasiva consiste en general en la eliminación del impacto negativo sobre el cuerpo de agua para permitir que el mismo realice el proceso de recuperación de sus características y debería realizarse siempre en forma previa a la activa (Kauffman *et al.*, 1997).

En particular, el ganado vacuno puede actuar como un agente de degradación del área ribereña de los arroyos y también produciendo cambios en la morfología del cauce, debido a que intensifica los procesos erosivos (Vidon *et al.*, 2008), aumentando la cantidad de sedimentos que ingresan a

los arroyos (Sekely *et al.*, 2002). El resultado es la deformación del cauce provocando arroyos más anchos y menos profundos en una primera etapa y luego áreas levemente deprimidas donde circulan pocos centímetros de agua (Herbst *et al.*, 2012).

Se han establecido una serie de etapas necesarias para la restauración de un cuerpo de agua lótico que no necesariamente deben ocurrir en el orden enunciado ni tampoco una posterior a otra sino que algunas pueden avanzar o realizarse en forma simultánea. Las etapas que habitualmente se deberían seguir son: establecimiento del espacio ribereño; reconstrucción de las pendientes laterales del cauce; revegetación del espacio ribereño; recuperación de la sinuosidad, formación de rápidos y remansos, creación de zonas húmedas y áreas fluviales (Osborne y Kovacic, 1993; González del Tánago del Río y García de Jalón Lastra, 2001).

Nuestro objetivo fue revisar algunos de los modelos conceptuales relacionados con el proceso de restauración de ríos y contrastarlos con los resultados obtenidos en el estudio de un caso particular en un arroyo pampeano, para de ese modo, obtener algunas herramientas válidas para realizar predicciones en referencia a la recuperación, principalmente en estudios futuros relacionados con la temática. En ese contexto, a partir de la intervención pasiva de un propietario, la cual consistió en eliminar el impacto negativo sobre el arroyo (ganado) permitiendo que el arroyo realice su trabajo sin intervención; nosotros registramos los cambios producidos en las riberas y la morfología original.

MATERIALES Y MÉTODOS

El arroyo Nutrias se encuentra en las cercanías de la ciudad de Luján. Es afluente del arroyo La Chocha y pertenece a la cuenca Río Reconquista. En su recorrido se desarrollan actividades agrícolas y ganaderas.

Estas últimas son las que se desarrollan en forma aledaña a gran parte de su recorrido. En estudios anteriores (Vilches, 2012) se han descripto las características más importantes del arroyo así como algunos de los efectos producidos por acción del ganado. Entre sus características habituales, una de las más evidentes es que el ganado se desplaza por toda el área ribereña, produciendo un importante pisoteo y destrucción del frágil suelo ribereño. La llegada de vacas al arroyo para tomar agua, produce también ingreso de excrementos al mismo, así como destrucción y desmoronamiento de las márgenes del arroyo en varios sitios. Esta situación producía el ingreso de materiales al arroyo que provocaban el aplanamiento del cauce, su interrupción cada escasos metros así como el incremento de humedad en sus márgenes. En uno de los predios, ubicado en los 34° 71' L.S y 59° 11' L.O, uno de los propietarios decidió evitar el ingreso de ganado vacuno al arroyo, en el segmento en que el curso de agua atraviesa su campo, que corresponde a 500 metros. Para ello realizó una zona de exclusión de 10 metros a cada lado del arroyo, utilizando boyeros eléctricos que impidieron el acceso habitual hasta el arroyo por parte de los animales.

Desde 2011 se monitoreó un tramo de arroyo luego de la exclusión de ganado, para evaluar los cambios en la morfología del cauce, el área ribereña, la calidad del agua y en la comunidad de peces. Un mes después de la exclusión se seleccionó en dicho segmento un tramo de 100 metros en el que se controló semestralmente y durante tres años la calidad de la ribera, utilizando un índice de calidad de ribera desarrollado previamente (Troitiño, 2008) y que fue aplicado en distintos arroyos de la cuenca del río Luján y Reconquista (Troitiño *et al.*, 2010; Feijoó *et al.*, 2012).

El índice de calidad de riberas ICR varía en una escala de 1 a 10 y está definido por:

$$I.C.R = \Sigma (U + M + C + I + F + A + L) / N$$

donde U: uso de lotes adyacentes; M: uso de márgenes; C: cobertura lotes adyacentes y márgenes; I: ingresos; F: forma del cauce; A: ancho del área ribereña; L: límites de márgenes; siendo N el número de variables consideradas.

En forma simultánea se realizó un registro de la morfometría del tramo midiendo el ancho y la profundidad cada 10 metros, de modo de calcular el coeficiente de forma, relacionando el ancho con la profundidad promedio; la rugosidad relativa a partir de la relación entre la profundidad media y la máxima y el coeficiente de variación de anchos relacionando la varianza con la media de los anchos para tener una valoración de la heterogeneidad del tramo.

Las visitas al cuerpo de agua se realizaron en un segmento horario similar (e/ 10 y 14 hs) en días que no fueran cercanos a precipitaciones y no hubiera amenazas de lluvia ni inestabilidad climática. En todos los casos se tomaron a las 12 hs algunas medidas de parámetros fisicoquímicos como temperatura, pH, conductividad, Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno utilizando un equipo Hach HD30.

En cada oportunidad de muestreo se estimó el porcentaje de cobertura de macrófitos así como las especies de macrófitas presentes y su grado de representación mediante la realización de 12 transectas en el tramo seleccionado (Feijoó y Menéndez, 2009).

Una vez al año se realizó, durante tres años consecutivos (2011, 2012, 2013), un muestreo de peces utilizando arrastres y trasmallos. La red de arrastre está construida con una malla de 10 mm entre nudos en las alas y una bolsa de 1,8 metros con malla de 5 mm entre nudos. Los trasmallos están contruidos con paños externos de 120 mm entre nudos y paño interno de 15 mm entre nudos. Se trabajó

sobre un sitio sin vegetación y otro vegetado con fines comparativos. El esfuerzo de pesca para cada sitio de muestreo fue el mismo. La unidad de esfuerzo de pesca en cada sitio consistió en dos arrastres de entre 15 y 20 metros de recorrido y 4 hs de calado de un trasmallo que cubría completamente la sección transversal del arroyo. Todos los ejemplares colectados fueron identificados al nivel de especie (Ringuelet *et al.*, 1967) y contados. Con esta información se calculó la abundancia total de peces, la riqueza de especies y la diversidad (Shannon y Weaver, 1949) de la comunidad de peces en cada sitio de muestreo y para cada año.

RESULTADOS

La falta de pisoteo por parte del ganado, mejoró la profundidad y continuidad del cauce, promovió un mayor desarrollo en altura de la vegetación ribereña y menor fragmentación de la ribera.

Seis meses después de la eliminación del impacto, se recuperó la cobertura del área ribereña y una serie de remansos desconectados lograron continuidad. El valor del índice de calidad de ribera se duplicó durante el primer año (3,93 a 8,27) man-

teniéndose en las siguientes oportunidades de muestreo en valores entre 8 y 9, que indican una calidad muy buena de la ribera. La rugosidad relativa fue menor en el último muestreo comparado con el primero. No hubo variación en el promedio de anchos ni en su coeficiente de variación. La profundidad y el coeficiente de forma en cambio, presentaron variaciones entre los muestreos, que en su mayor parte podrían atribuirse a cambios estacionales aunque el último nos indicaría un cauce con mayor profundidad promedio en los muestreos (Tabla 1).

Las características fisicoquímicas medias se presentan en la Tabla 2. Los resultados indican un incremento del oxígeno disuelto y del porcentaje de saturación. Por otro lado, la riqueza de macrófitas descendió en cada muestreo aunque la macrófita *Ludwigia* que aparece como predominante en el último muestreo incrementó su cobertura. Paralelamente, la comunidad de peces incrementó su riqueza en cada uno de los años muestreados (Fig. 1). Los géneros de macrófitas que se encontraron en el tramo además de *Ludwigia* fueron *Bacopa*, *Hydrocotyle*, *Potamogeton*, *Rorippa*, una graminea y el alga *Cladophora*.

Tabla 1. Promedios del índice de calidad de riberas, anchos, profundidades, rugosidad relativa, coeficiente de forma y coeficiente de variación de anchos.

	ICR	Rugosidad	Ancho (m)	Profundidad (m)	Forma	Coeficiente de Variación
Abril 2011	3,93	1,77	2,52	0,28	8,91	0,35
Diciembre 2011	8,27	1	2,33	0,10	23,91	0,24
Abril 2012	8,27	1,84	2,19	0,37	5,93	0,51
Diciembre 2012	8,95	1,1	2,39	0,35	6,77	0,39
Abril 2013	8,23	1,09	2,53	0,39	6,43	0,30

Tabla 2. Variación de los parámetros fisicoquímicos del muestreo.

	pH	T °C	Conductividad (uS/cm)	Oxígeno (mg/l)	Saturación (%)
Abril 2011	7,81	17,6	494	4,79	50,4
Diciembre 2011	8,69	29,7	215	4,16	50,1
Abril 2012	7,29	18,6	153	3,50	35,5
Diciembre 2012	8,90	24,3	534	5,97	70,5
Abril 2013	7,10	12,6	434	7,99	75,3

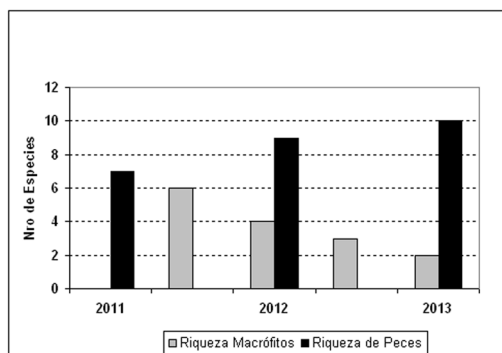


Figura 1. Riqueza como número de taxa diferentes de macrófitos (barra gris) y peces (barra negra) en el período monitoreado.

Las especies de peces registradas durante los muestreos y su abundancia relativa

se indican en la Tabla 3. Se colectaron un total de 14 especies. De ellas, sólo 5 fueron constantes en los 3 años de muestreos. La riqueza total por muestreo y la riqueza acumulada para todo el período de estudio se incrementaron monótonicamente aunque las especies presentes en uno y otro año cambiaron. La abundancia de peces y la diversidad no mostraron cambios asociados al tiempo transcurrido desde la exclusión, como si lo hizo la riqueza. La abundancia de peces fue siempre mayor en el sitio sin vegetación. Contrariamente, la riqueza y la diversidad no mostraron patrones claros de cambio, cuando se compararon los sitios vegetados y sin vegetación.

Tabla 3. Especies de peces halladas en los relevamientos anuales y sus abundancias relativas en dos sitios del tramo con exclusión. Sitio 1 (sin vegetación); sitio 2 (vegetado). Se presentan los valores de abundancia, diversidad y riqueza por sitio de muestreo y por año.

	2011		2012		2013	
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	5	7	27	9	20	
<i>Cyphocharax voga</i>		2	58	16	14	
<i>Cheirodon interruptus</i>	36	22	7	1	21	7
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>	30	12		1	4	1
<i>Cnestorodon decemmaculatus</i>	2	2		18		1
<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	7					
<i>Hoplias malabaricus</i>		3				
<i>Rhamdia quelen</i>			1		1	
<i>Hypostomus commersoni</i>				1		
<i>Pimelodella laticeps</i>			2		1	
<i>Jenynsia multidentata</i>				1		
<i>Australoheros fasciatus</i>					4	
<i>Corydoras paleatus</i>					31	2
<i>Bryconamericus iheringii</i>						2
Abundancia	80	48	95	47	96	13
Abundancia total		128		142		109
Riqueza	5	6	5	7	8	5
Riqueza total		7		9		10
Riqueza acumulada total		7		11		14
Diversidad	1,21	1,42	0,98	1,38	1,66	1,30
Diversidad total		1,31		1,18		1,48

DISCUSIÓN

En el registro realizado en el tramo con exclusión de ganado pudo observarse una recuperación de la estructura de la vegetación ribereña por ausencia de pisoteo, que redundó en una mayor retención de la humedad en el suelo y detuvo el desmoronamiento y aplanamiento de las márgenes, mejorando su aspecto y el de la ribera general. Esta mejora se registró en el lapso de un año. Aparentemente esta situación ayudó a la mejor conformación del cauce logrando continuidad en su recorrido. También puede haber favorecido la recuperación de hábitat acuático, que permitió la colonización por parte de los peces. Además el incremento de la conexión en el arroyo, incrementó la concentración de oxígeno disuelto en el agua. Por otro lado, la interconexión a lo largo del tramo desplazó a algunas especies de plantas acuáticas, encontrándose sólo *Ludwigia* con mayor grado de desarrollo en el tramo controlado.

Sarr (2002) establece que existen tres modelos conceptuales de recuperación de un arroyo. Uno es aquel donde se restablece el estado inicial, haciendo un recorrido inverso al de la degradación aunque puede ser más rápido, otro es el de la recuperación pasiva, que nunca alcanza a retornar al estado inicial y finalmente otro es aquel en el que se retorna pero por un camino muy diferente al que fue degradado. Este modelo donde predomina la asimetría y la histéresis del ecosistema podría ser el más común, sin embargo, al no tener información de la situación prístina esto es difícil de confirmar.

En nuestro caso, si bien no tenemos información de la situación previa al pastoreo de este arroyo particular, si contamos con información de otros arroyos que no han sufrido excesivo pastoreo en la zona, así como de muchos tramos de arroyos que siguen siendo pastoreados y otros en los que se abandonó la ganadería en el lugar, posiblemente por el

mayor desarrollo de cultivos. Estas situaciones permiten establecer que los ambientes prístinos tienen desarrollo de vegetación de gramíneas pero de mayor altura que en los ambientes pastoreados. También suelen encontrarse hasta tres estratos de vegetación gramínea, así como presencia de pastos más duros que aquellos que se encuentran en ambientes pastoreados, como características propias de ambientes relativamente prístinos o conservados (Troitiño *et al.*, 2010).

Esto significa que la recuperación en este caso podría encuadrarse en el tercer modelo conceptual que explicita Sarr (2002). Donde la recuperación es por un camino diferente al de la degradación (histéresis) y no se produce a la misma velocidad que la degradación (asimetría), a lo que cabría agregar que esa velocidad de recuperación es diferente si consideramos, el estado de la ribera, la calidad del agua y el desarrollo de las comunidades y no necesariamente llega al mismo estado del que se partió, sino a una etapa parecida.

Herbst *et al.* (2012) sostienen que si bien puede haber cierta recuperación en exclusiones pequeñas de ganado, sería más conveniente que las exclusiones sean de mayor tamaño, aunque sean hechas durante tiempos más cortos que otras, que se hagan durante largo tiempo en predios más pequeños. Es de suponer entonces, que en áreas donde hay más tramos con exclusión de ganado, la recuperación probablemente sea más rápida y más parecida al estado original previo a la degradación.

Aquellos aspectos que consideramos más destacables en este caso son: A. La recuperación de la estructura de la vegetación de ribera se registró en un tiempo menor a un año; el oxígeno disuelto y su porcentaje de saturación se incrementó durante el período registrado; la riqueza de peces en el tramo aumentó en cada año relevado, en cambio, la riqueza de macrófitas se redujo;

B. No se produjo incremento de la rugosidad relativa ni de la heterogeneidad de los anchos en el tiempo de registro. El coeficiente de forma tendió a 6.

Los resultados destacados en A, señalan que hay cambios que se producen de modo muy rápido como los de la ribera, y otros que se producen a velocidades más bajas como la mejora en la calidad del agua y el incremento de riqueza de peces. Suponemos, por resultados previos propios y de otros autores, que estos cambios se asocian unos con otros. Sabemos que la mejoría en la calidad de la ribera reduce el material sólido en suspensión en el agua, así como las concentraciones de nutrientes en el agua (Troitiño *et al.*, 2010; Sabater *et al.*, 2003) y que los peces pueden regresar a zonas recuperadas, si se encuentran en la misma cuenca (Hughes, 2007). También se han encontrado asociaciones entre el grado de conservación de la ribera en arroyos forestados y la estructura de comunidades de organismos acuáticos (Suurkuikka *et al.*, 2014).

Las diferencias que ocurren en segmentos de arroyos, pueden afectar directamente las características morfológicas y biológicas del mismo, más allá de las condiciones de explotación y manejo que existan aguas arriba y que sin duda influyen pero no de modo excluyente. De ese modo, puede decirse que es preferible conservar o recuperar un tramo, ya que tiene influencia sobre el resto, que no hacerlo hasta no recuperar la cuenca o microcuenca ya que esta última opción tampoco nos garantiza un retorno a los estados previos a la degradación.

AGRADECIMIENTOS

Al Ing. Agr. Alberto Casey que realizó la clausura en su campo y al Sr. Juan Bravo que nos brindó su colaboración para realizar los muestreos en sus predios. El proyecto fue financiado por la Universidad Nacional de Luján y PICT N° 0761/12.

BIBLIOGRAFÍA

- Acuña, V., J. Ramón Díez, L. Flores, M. Meleason y A. Elosegí. 2013. Does it make economic sense to restore rivers for their ecosystem services? *Journal of Applied Ecology*, 50: 988-997.
- Baumgart-Getz A., L. Stalker Prokopy y K. Floress. 2012. Why farmers adopt best management practice in the United States: A meta-analysis of the adoption literature. *Journal of Environmental Management*, 96: 17-25.
- Feijoó, C. y M. Menéndez. 2009. La biota de los ríos: Los macrófitos. *En*: A. Elosegí y S. Sabater (Eds.) *Conceptos y Técnicas en Ecología Fluvial*. Fundación BBVA. Ed. Rubes: 243-251.
- Feijoó, C., P. Gantes, A. Giorgi, J.J. Rosso y E. Zunino. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. *Biología Acuática*, 27: 105-113.
- González del Tánago del Río, M. y D. García de Jalón Lastra. 2001. Restauración de ríos y riberas. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Monte, Fundación Conde del Valle de Salazar y Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 319 pp.
- Herbst, D.B., M.T. Bogan, S.K. Roll y H.D. Safford. 2012. Effects of livestock exclusion on in-stream habitat and benthic invertebrate assemblages in montane streams. *Freshwater Biology*, 57 (1): 204-217.
- Hermoso, V., F. Pantus, J. Olley, S. Linke, J. Mugodo y P. Lea. 2012. Systematic planning for river rehabilitation: integrating multiple ecological and economic objectives in complex decisions. *Freshwater Biology*, 57 (1): 1-9.
- Hughes, J.M. 2007. Constraints on recovery: using molecular methods to study connectivity of aquatic biota in rivers and streams. *Freshwater Biology*, 52: 616-631.

- Kauffman, J.B., R.L. Beschta, N. Otting y D. Lytjen. 1997. An ecological perspective of riparian and stream restoration in the Western United States. *Watershed Restoration*, 22 (3): 12-24.
- Lake, P.S., N. Bond y P. Reich. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, 52: 597-615.
- Osborne, L.L. y D.A. Kovacic. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29: 243-258.
- Ringuelet, R.A., R.H. Aramburu y A. Alonso de Arámburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. La Plata: Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC), 602 pp.
- Sabater, S., A. Butturini, J.C. Clement, T. Burt, D. Dowrick, M. Hefting, V. Matrem G. Pinay, C. Postolache, M. Rzepecki y F. Sabater. 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a european climatic gradient: Patterns and Factors of Variation, 6 (1): 20-30.
- Sarr, D. 2002. Riparian livestock exclosure research in the Western United States: A critique and some recommendations. *Environmental Management*, 30(4): 516-526.
- Sekely, A.C., D.J. Mulla, y D.W. Bauer. 2002. Streambank slumping and its contribution to the phosphorus and suspended sediment loads of the Blue Earth River, Minnesota. *Journal of Soil Water Conservation*, 57 (5): 243-250.
- Shannon, C.E. y W. Weaver. 1949. The mathematical theory of communication. Urbana (IL), University of Illinois Press, 117 pp.
- Suurkuukka, H., R. Virtanen, V. Suorsa, J. Soininen, L. Paasivirta y T. Muotka. 2014. Woodland key habitats and stream biodiversity: Does small-scale terrestrial conservation enhance the protection of stream biota? *Biological Conservation*, 170: 10-19.
- Troitiño, E. 2008. Evaluación del estado de conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. Trabajo Final de Aplicación. Ingeniería Agronómica, Universidad Nacional de Luján, Luján, 70 pp.
- Troitiño, E., M.C. Costa, L. Ferrari y A. Giorgi. 2010. La conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. *Actas del Congreso de Hidrología de Llanuras*, 1256-1263.
- Vidon, P., M.A. Campbell y M. Gray. 2008. Unrestricted cattle access to streams and water quality in till landscape of the Midwest. *Agricultural Water Management*, 95: 322-330.
- Vilches, C.S. 2012. Efectos de la contaminación difusa sobre el perifiton de arroyos. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata, La Plata, 156 pp.